气候和采矿活动对荒漠化草原露天矿区植被的影响

王市委[1]，张浩斌[1]，郭文兵[2]，马 超[1,3,4]

（1. 河南理工大学测绘与国土信息工程学院，河南 焦作 454003；2. 河南理工大学能源科学与工程学院，河南 焦作 454003；3. 河南理工大学自然资源部矿山时空信息与生态修复重点实验室，河南 焦作 454003；4. 河南理工大学黄河流域耕地保护与城乡高质量发展研究中心，河南 焦作 454003）

摘 要：研究露天矿采矿坑与排土场的植被破坏及复垦状况，可为矿区植被损伤诊断、植被自然恢复和人工修复评估提供生态学依据。基于Sentinel-2数据计算非红边植被指数（NDVI、EVI）和红边植被指数（RENDVI、MSR_RE、CIre、TCARI）为生态修复评价指标；采用回归分析、趋势分析和相关性分析方法，分析2018—2021年采矿活动和气候变化对5个露天矿（乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿和鸿盛源露天矿）植被长势的影响，获取矿区采矿坑、排土场和缓冲区植被的时空变化规律。结果表明：（1）鸿盛源露天矿采矿坑植被受损程度最严重（拟合斜率k=-0.2996），但其排土场人工修复效果最好（拟合斜率k=0.1364）。（2）对比5个露天煤矿5 km缓冲区，发现逐像元RENDVI变化趋势均以退化为主，退化面积均占50%以上。（3）在荒漠化草原地区，植被NDVI变化受降水的影响小于气温。露天开采会加剧荒漠化草原植被的退化，排土场的人工修复对改善区域植被生长状况成效显著。

关键词：荒漠化草原；神东矿区；露天开采；排土场；植被指数；生态修复

荒漠化草原区是地球上生态环境最脆弱的区域之一，其生态系统的稳定性和生物多样性极易受到人类活动的干扰[1-2]。近年来，随着全球经济的快速发展，对矿产资源的需求急剧增加，露天开采活动日益频繁。然而，露天开采不仅直接破坏地表植被和土壤结构[3]，还通过扬尘、尾矿堆积等方式间接影响周边环境，导致生态系统的进一步退化[4-5]。因此，评估露天开采对植被损伤的程度和制定有效的生态修复策略成为亟待解决的问题。

露天开采矿区面积大，交通不便，遥感指数法可极大提高矿区生态修复监测、评估的工作效率。采用遥感手段开展矿区生态修复监测和评估的研究大致经历了三个阶段：第一阶段（2010年以前）的研究多采用单一指标来监测以井工矿为主的地表植被恢复状况，如胡振琪等[6]通过NDVI计算的植被覆盖度（FVC）来监测神府矿区植被覆盖变化情况；吴立新等[7]、马保东等[8]使用SPOT-NDVI遥感数据对神东矿区的植被覆盖进行了时空变化分析；Anupma等[9]在Jharia煤矿区使用NDVI图像进行植被研究并监测土地利用变化。第二阶段（2010—2020年）的研究采用多源数据衍生出多指标法，并从井工矿拓展到露天矿。如Karan等[10]使用NDVI、EVI、RVI和SVM技术监测Jharia煤矿区复垦效果显著；张耀等[11]使用NDVI、NDWI和差值植被指数R_{NDVI}得到平朔露天矿植被恢复改善为主；Zhang等[12]根据NDVI、FVC和Moran's I指数分析发现人类复垦活动使平朔露天矿排土场的植被覆盖率明显提高；Erener[13]采用SR、RSR和NDVI对Seyitömer露天矿分析，发现该地区的生态修复效果从中等转为良好。第三阶段（2020年以后）随着研究的深入，发展出综合指标分析法，如Hui等[14]提出的适合于草地矿区植被监测的归一化环境植被指数（NEVI）、Wang等[15]新建的矿山景观恢复指数（MLRI）、Zhu等[16]建立的基于移动窗口模型的改进RSEI（Remote

收稿日期：2024-03-18； **修订日期**：2024-06-25
基金项目：国家基金委区域创新发展联合基金重点项目（U21A20108）；河南省高校科技创新团队支持计划（22IRTSTHN008）
作者简介：王市委（1998-），男，硕士研究生，主要从事生态环境遥感. E-mail: 212204020073@home.hpu.edu.cn
通讯作者：马超. E-mail: mac@hpu.edu.cn

Sensing Ecological Index)和刘英等[17]使用的"压力-状态-响应"模型等,综合分析露天矿区的长时序生态环境变化。

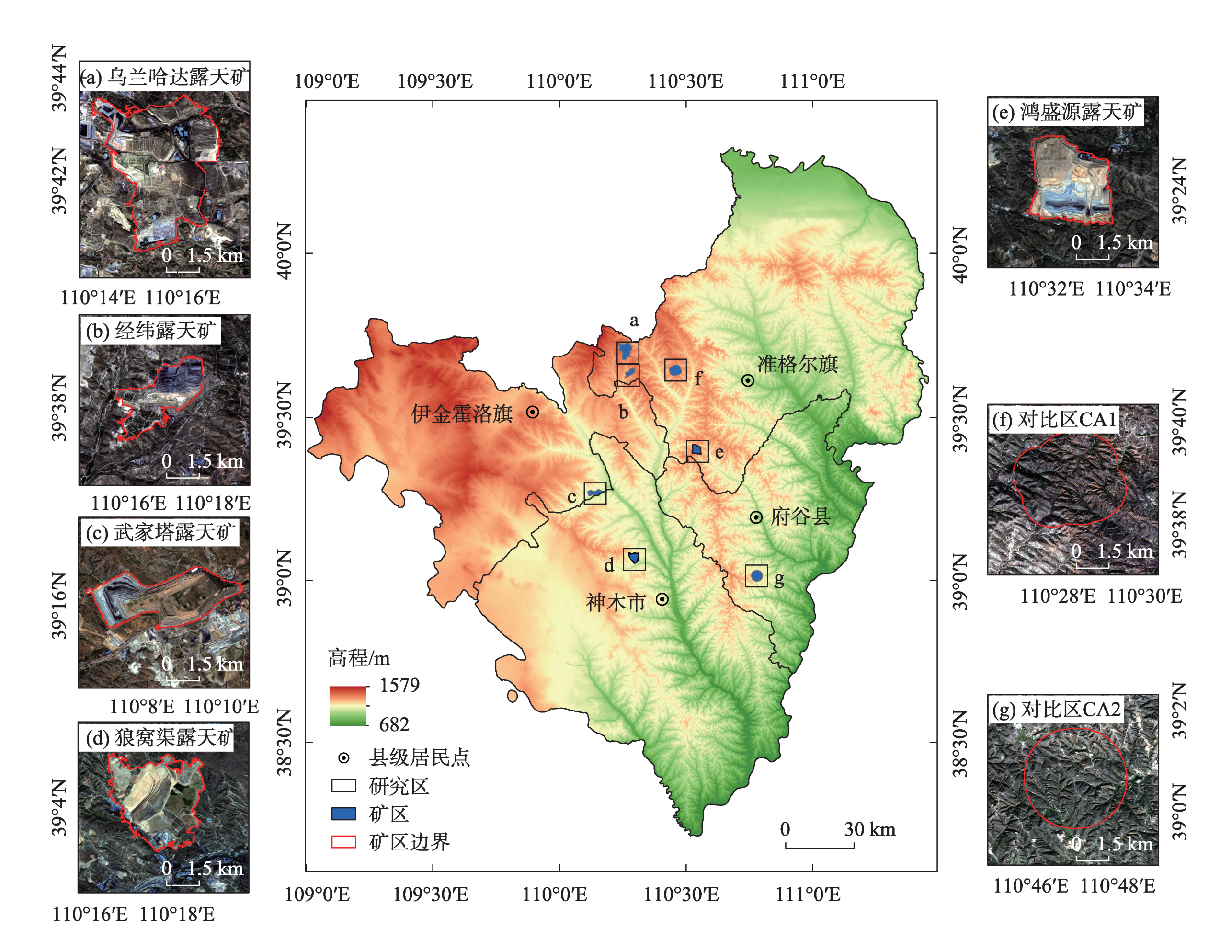
目前对于矿区植被损伤研究主要依赖NDVI和FVC,未使用对植被高敏感红边指数;采样数量少,多聚焦于单个露天煤矿,缺乏一般性规律;对露天煤矿周边植被的扰动和气候变化影响分析较少。为弥补以上研究的不足,并解决露天开采造成植被损伤程度难以诊断和复垦区植被自然恢复和人工修复难以分区评估的问题。本研究基于Sentinel-2遥感数据采用多区域、多角度和多植被指数相结合的方法,诊断荒漠化草原区露天开采导致的植被损伤、评估排土场生态修复效果,并分析NDVI受气候变化的影响程度。期望能够深化对荒漠化草原区露天开采植被损伤机制的理解,以促进区域可持续发展和生态系统的长期稳定,为荒漠化草原区露天开采后的生态修复提供科学依据和决策支持。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

研究定位黄河中、上游黄土-风积砂区,选择神东矿区窟野河流域五大露天煤矿:乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿为研究目标。由于5个露天煤矿的地理空间位置跨度最大为92.50 km,在自然环境和地理海拔上存在差异,故根据露天煤矿的分布特征,为减小外部因素带来的影响,选择南、北两个对比区(CA1、CA2),作为自然变化的背景区(图1)。

地处干旱-半干旱荒漠化草原的神东矿区隶属神东煤炭基地,研究区横跨陕西省的神木市、府谷县和内蒙古自治区的伊金霍洛旗、准格尔旗。其地理位置处于黄河中上游的黄土高原丘陵沟壑区与毛乌素沙漠过渡地带,植被覆盖率低,干旱缺水,抗扰动能力差,生态环境十分脆弱。并且该区



注:底图采用自然资源部标准地图制作,审图号为GS(2023)2767号,对底图边界无修改。下同。

图1 研究区概况

Fig. 1 Overview of the study area

域属于温带大陆性季风气候,四季分明,冬季严寒,夏季炎热,冬春干旱多风沙,夏季多暴雨且集中;年均气温8.2~8.8 ℃,年总降水量370~490 mm,且年际降水极不均匀[18-19]。土壤以黄土、黄土状粉砂土及风砂土为主,风沙频繁,易受风蚀和水蚀;原生植被种类单一,以干草原、落叶阔叶灌丛和沙生植被为主[20]。

5个露天煤矿的位置、开采情况、复垦情况等信息如表1所示,5个露天煤矿的开采时长和复垦时长不同;但均处于干旱-半干旱地区,排土场修复措施均为人工修复,故选择它们为研究对象,并从三个角度(采矿坑、排土场和缓冲区)去分析气候和采矿活动对露天矿植被状况的影响。其中狼窝渠露天矿在2021年已完成开采,采矿坑已演变为排土场,故其采矿坑面积为0。

1.2 数据来源

(1)多光谱数据源于哨兵2号数据(https: //dataspace.copernicus.eu)。哨兵2号(Sentinel-2A/B)的MSI传感器包含13个光谱波段,涵盖了从可见光到短波红外的电磁波段,具有高空间分辨率、重访周期短、光谱波段多和波段宽度窄的优点[21]。其中B5、B6和B7波段为红边波段。

研究采用2018—2021年的时间序列数据,并选择每年植被生长旺盛的8月、9月的遥感影像,以便更好研究露天煤矿排土场及缓冲区的植被生长状况。然而,由于云量较大,造成乌兰哈达露天矿在2018年8月和对比区CA1在2020年8月数据缺失。遥感影像信息见表2。

(2)气象数据源于国家青藏高原科学数据中心(http://data.tpdc.ac. cn/zh-hans/),收集2018—2021年的1 km分辨率全国范围内的逐月平均气温和逐月总降水栅格数据。由于研究区跨度较大,将神木市、府谷县、伊金霍洛旗和准格尔旗作为研究区的气象数据范围。

表1　5个露天煤矿的基本情况

Tab. 1　Basic situation of the five open-pit coal mines

研究区	乌兰哈达露天矿	经纬露天矿	武家塔露天矿	狼窝渠露天矿	鸿盛源露天矿
位置	伊金霍洛旗	伊金霍洛旗	伊金霍洛旗	神木市	准格尔旗
采矿坑面积/hm^2	119.71	186.16	185.01	0	156.52
排土场面积/hm^2	1165.56	274.28	500.76	605.48	400.08
缓冲区面积/hm^2	18263.60	13483.79	15415.13	14937.77	14244.35
初采年份	2006年	2008年	1996年	2011年	2014年
开采时长/a	15	13	25	10	7
复垦时长/a	12	11	13	7	4
排土场修复措施	人工修复	人工修复	人工修复	人工修复	人工修复

表2　遥感影像数据信息

Tab. 2　Remote sensing image data information

获取日期/年月-日	卫星	研究区
2018-08-12	Sentinel-2B	经纬露天矿、武家塔露天矿、CA1
2018-08-22	Sentinel-2B	狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿、CA2
2018-09-21	Sentinel-2B	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿、CA1、CA2
2019-08-17	Sentinel-2B	狼窝渠露天矿、CA2
2019-08-27	Sentinel-2B	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、鸿盛源露天矿、CA1
2019-09-26	Sentinel-2B	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿、CA1、CA2
2020-08-01	Sentinel-2B	鸿盛源露天矿、CA2
2020-08-26	Sentinel-2A	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿
2020-09-15	Sentinel-2A	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿、CA1、CA2
2021-08-16	Sentinel-2B	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿、CA1、CA2
2021-09-10	Sentinel-2A	乌兰哈达露天矿、经纬露天矿、武家塔露天矿、狼窝渠露天矿、鸿盛源露天矿、CA2
2021-09-20	Sentinel-2A	CA1

1.3 研究方法

1.3.1 数据预处理 哨兵2号卫星数据预处理过程有大气校正、重采样、波段融合和还原地表真实反射率。为获取露天煤矿及排土场的边界,利用易康®的多尺度分割工具对波段融合后的影像进行图像分割,将分割后露天煤矿及排土场的边界导出;再使用ArcGIS®获得露天煤矿的5 km缓冲区[22]。为便于植被指数时序分析和缓冲区趋势分析对植被指数数据分别进行均值合成和最大值合成。

1.3.2 植被指数计算 在科学文献中发布的超过150种植被指数模型中,筛选出6种植被指数:即归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index,NDVI)[10]、增强型植被指数(Enhanced Vegetation Index,EVI)[23]、红边归一化植被指数(Red Edge Normalized Difference Vegetation Index,RENDVI)[24]、修改的红边简单比值指数(Modified Red Edge Simple Ratio,MSR_RE)[25]、叶绿素指数红边(Chlorophyll Index red edge,CIre)[26]、转换型叶绿素吸收反射率指数(Transformed Chlorophyll Absorption in Reflectance Index,TCARI)[27]。使用波段为B2、B3、B4、B5、B6和B8,计算公式如表3所示。

由于Sentinel-2A/B波段的中心波长与所选用植被指数对应的中心波长不完全重合,因此,利用与Sentinel-2A/B相邻近波段进行波段运算。即670 nm用B4波段代替,700 nm、705 nm,720 nm用B5代替,730 nm用B6代替,800 nm用B8代替[21]。

1.3.3 线性拟合 为研究露天煤矿及排土场时序变化,对植被指数变化曲线进行线性拟合。方程斜率反映植被指数的变化趋势,进而分析露天煤矿的植被损伤状况和排土场植被复垦情况。

$$y = kx_i + b \tag{1}$$

式中:k为方程斜率;b为常数项;x_i为第i年;y为植被指数。

决定系数(R^2)是用于评估回归模型拟合程度优劣的统计量。

$$R^2 = \frac{SSR}{SST} = \frac{\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2} \tag{2}$$

式中:SSR为回归平方和;SST为总平方和。R^2为无量纲,其取值范围为(0,1),R^2越接近1则模型对数据的拟合程度越好。反之,R^2越接近0,则模型对数据的拟合越差。

1.3.4 趋势分析 使用最小二乘法进行一元线性回归分析,研究缓冲区在像元尺度上的长时序RENDVI变化趋势。根据斜率k和F检验P值的大小,将变化趋势分为5个等级:明显退化($k<0, P\leqslant0.01$),轻度退化($k<0, 0.01<P<0.05$),基本不变($P\geqslant0.05$),轻度改善($k>0, 0.01<P<0.05$),明显改善($k>0, P\leqslant0.01$)[28]。

$$k = \frac{n\times\sum_{i=1}^{n}(i\times \mathrm{RENDVI}_i) - \left(\sum_{i=1}^{n} i\right)\left(\sum_{i=1}^{n}\mathrm{RENDVI}_i\right)}{n\times\sum_{i=1}^{n} i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} i\right)^2} \tag{3}$$

表3 植被指数计算方程及其对应波段

Tab. 3 Vegetation index calculation equations and their corresponding bands

植被指数	表达式	使用波段	作用	优缺点
NDVI	$\frac{(\rho_{800}-\rho_{670})}{(\rho_{800}+\rho_{670})}$	B8、B4	通过绿色植物对红光的吸收和对近红光的反射,监测植被生理机能和生长状况	适用范围广,易受土壤背景影响
EVI	$\frac{2.5(\rho_{800}-\rho_{670})}{(\rho_{800}+6\times\rho_{670}-7.5\times\rho_{490}+1)}$	B8、B4、B2	增强显示波段差异,监测植被生长状况	引入蓝光波段减少大气气溶胶散射的影响,计算复杂
RENDVI	$\frac{(\rho_{730}-\rho_{670})}{(\rho_{730}+\rho_{670})}$	B6、B4	引入红边波段提高灵敏度,监测植被健康生长状况	引入红边波段抗干扰增强,无法区分植被类型
MSR_RE	$\frac{(\rho_{750}/\rho_{705}-1)}{\sqrt{(\rho_{750}/\rho_{705}+1)}}$	B6、B5	利用两个红边波段反射率的比值增加对植被敏感度,监测植被生长的细微变化	引入红边波段增强对叶片生物的敏感性,易受土壤背景物质的影响
CIre	$\left(\frac{\rho_{800}}{\rho_{705}}\right)-1$	B8、B5	利用红波段与红边波段反射率的比值,监测叶片中叶绿素含量	引入红边波段提高对叶绿素敏感性,对光照条件敏感
TCARI	$3\left[(\rho_{700}-\rho_{670})-\frac{0.2(\rho_{700}-\rho_{550})\rho_{700}}{\rho_{670}}\right]$	B5、B4、B3	通过红边、红、绿3个波段反射率的组合,监测叶片中叶绿素含量的变化	引入红边波段提高对叶绿素敏感性,计算较复杂

式中:k为RENDVI回归方程的斜率;n为监测年数;$RENDVI_i$为第i年的RENDVI平均值。

1.3.5 相关性分析 计算年均NDVI与年总降水量和年均气温的相关性,分析年均NDVI的变化受其影响程度。相关系数r的绝对值越接近1,则相关性越高,其变化受其影响越大。相关性系数r的计算公式为[29]:

$$r=\frac{\sum_{i=1}^{n}\left[(x_i-\bar{x})(y_i-\bar{y})\right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i-\bar{x})^2\sum_{i=1}^{n}(y_i-\bar{y})^2}} \tag{4}$$

式中:r为x、y的相关系数;x_i、y_i分别为年均NDVI和年总降水量(年均气温)两变量第i年值;$\bar{x}$和$\bar{y}$分别表示两变量n年的平均值;n为样本数。

1.3.6 显著性检验 对缓冲区RENDVI趋势变化和年均NDVI与年总降水量(年均气温)的相关性进行显著性分析。采用F检验进行显著性判断,在F检验的P值小于0.05时,则这两个变量具有显著性。

$$F=\frac{SSR/1}{SSE/n-2} \tag{5}$$

式中:$SSR=\sum_{i=1}^{n}(\hat{y}_i-\bar{y})^2$为回归平方和;$SSE=\sum_{i=1}^{n}(y_i-\hat{y}_i)^2$为残差平方和。

2 结果与分析

2.1 区域气候变化

研究区处于干旱-半干旱地区,年度降水和温度呈单峰曲线。年度降水峰值出现在7月、8月、9月,年度气温峰值出现在7月(图2)。

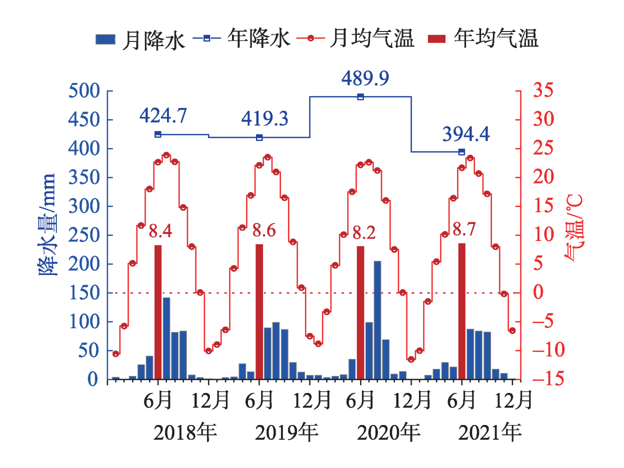


图2 2018—2021年区域降水和气温变化特征

Fig. 2 Characteristics of regional precipitation and temperature changes from 2018 to 2021

由图2可知,2018—2021年的平均降水为432.1 mm,呈下降趋势(k=−2.026,P=−0.0642)。年总降水减少30.3 mm,但在2020年出现波动,年降水总量增加70.6 mm。降雨季7—9月降水占全年降水的比例为2020年(76.2%)>2018年(72.5%)>2019年(65.7%)>2021年(64.2%);2018年和2020年降雨季降水占比增加的原因是2018年7月降水增加52.2 mm,2020年8月降水增加105.9 mm。

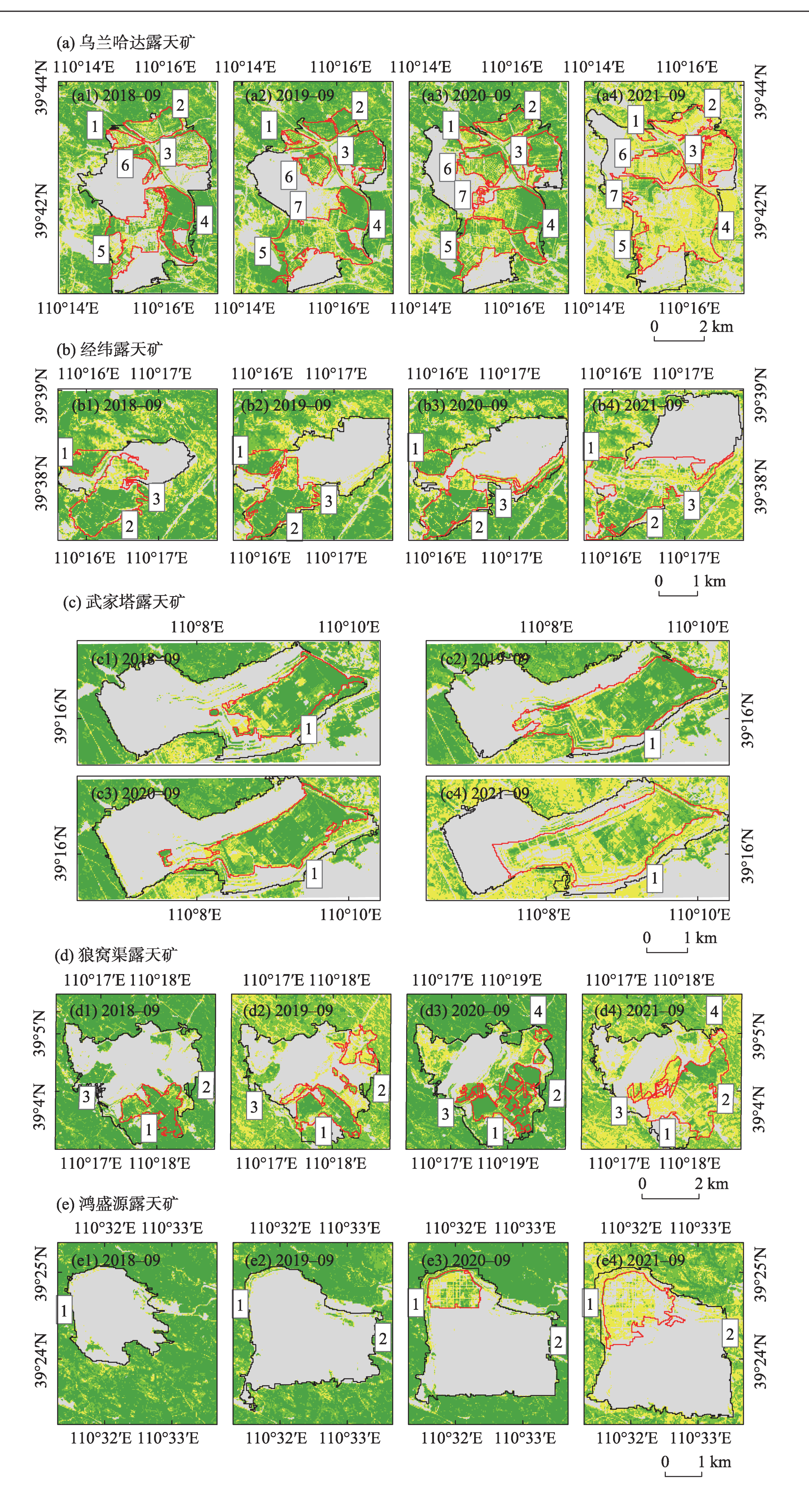
2018—2021年平均气温为8.4 ℃,呈上升趋势(k=0.067,P=0.3949),年均气温增加0.3 ℃,其中2020年年均气温下降0.3 ℃;研究区最高温度出现在7月为2018年(23.8 ℃)>2019年(23.5 ℃)>2021年(23.3 ℃)>2020年(22.6 ℃),2020年7月月均温度下降0.9 ℃。年总降水呈下降趋势的变化曲线与年均气温呈上升趋势的变化曲线相反,即降水量增加则温度降低,降水量减少则温度升高,经计算降水与温度的相关系数r=−0.9327(P<0.01)为显著负相关。

2.2 植被覆盖时序动态

以NDVI为例,分析5个矿区及2个对比区植被覆盖空间变化规律。参照已有研究,将研究区NDVI划分为4个等级[30]:(0,0.2]为裸地,(0.2,0.3]为低植被覆盖,(0.3,0.4]为中等植被覆盖,(0.4,1]为高植被覆盖(图3)。

由图3a~图3e露天矿的NDVI空间分布发现,随着矿区的开采,排土场植被覆盖面积也逐渐增加,符合"边开采边复垦"的开采模式。除鸿盛源露天矿外,其他煤矿在2018—2020年排土场复垦植被长势良好,高植被覆盖占比高;而鸿盛源露天矿排土场初始复垦时间为2020年,复垦年限短,多为低覆盖植被。2021年由于降水减少和温度增加,导致5个露天矿排土场和对比区的高覆盖植被区域演变为低覆盖植被,植被长势情况明显变差。

由NDVI等级占比可知(图4),乌兰哈达露天矿和武家塔露天矿虽处于煤炭开采中,但裸地的总面积几乎未发生改变,其原因是采矿坑发生移动而早期的采矿坑正处于复垦中。经纬露天矿和鸿盛源露天矿的裸地面积(主要为采矿坑面积)由于开采强度的增大,分别增加18.1%和27.7%;而狼窝渠露天矿由于采矿坑全部演变为排土场,裸地面积减少10.0%。在2021年,露天矿区均出现高植被覆盖骤减和低植被覆盖骤增的现象,其中5个露天矿的高植被覆盖面积分别减少24.4%、20.3%、20.4%、20.3%和27.4%,


(a) 乌兰哈达露天矿
(a1) 2018–09
(a2) 2019–09
(a3) 2020–09
(a4) 2021–09
110°14′E
110°16′E
39°44′N
39°42′N
0 2 km
(b) 经纬露天矿
(b1) 2018–09
(b2) 2019–09
(b3) 2020–09
(b4) 2021–09
110°16′E
110°17′E
39°39′N
39°38′N
0 1 km
(c) 武家塔露天矿
(c1) 2018–09
(c2) 2019–09
(c3) 2020–09
(c4) 2021–09
110°8′E
110°10′E
39°16′N
0 1 km
(d) 狼窝渠露天矿
(d1) 2018–09
(d2) 2019–09
(d3) 2020–09
(d4) 2021–09
110°17′E
110°18′E
110°19′E
39°5′N
39°4′N
0 2 km
(e) 鸿盛源露天矿
(e1) 2018–09
(e2) 2019–09
(e3) 2020–09
(e4) 2021–09
110°32′E
110°33′E
39°25′N
39°24′N
0 1 km

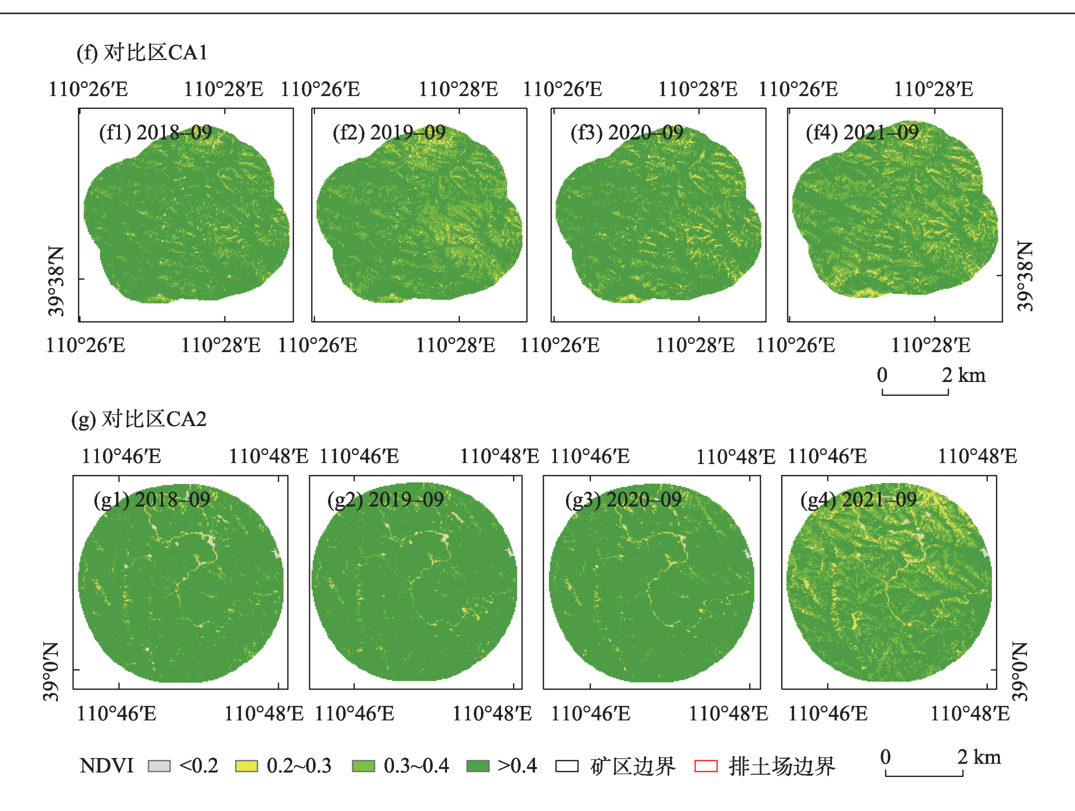


图3 矿区与对比区植被覆盖空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of vegetation cover in mining area and comparison area

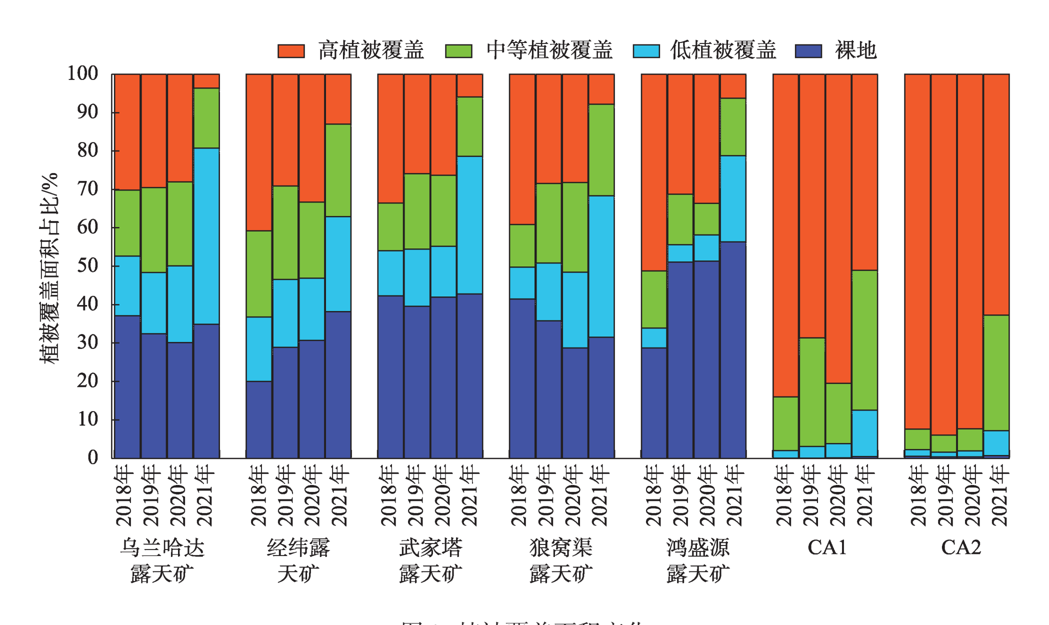


图4 植被覆盖面积变化

Fig. 4 The change of vegetation coverage area

低植被覆盖面积分别增加25.9%、8.6%、22.6%、17.1%和15.6%，其原因是2021年气候变化和采矿活动导致排土场内和矿区周边的植被生长变差、NDVI降低，植被覆盖状态由高变低。与露天矿区植被变化不同，对比区植被生长状态较稳定且不受采矿等人类活动影响，因气候变化影响，在2021年对比区出现高植被覆盖骤减和中等植被覆盖骤增的现象：即高植被覆盖面积分别减少29.4%和29.5%，中等植被覆盖面积分别增加24.3%和20.7%，而低植被覆盖面积增加相对较少。

2.3 矿区及排土场植被指数变化

如图5和图6所示，对比区CA1、CA2的植被指

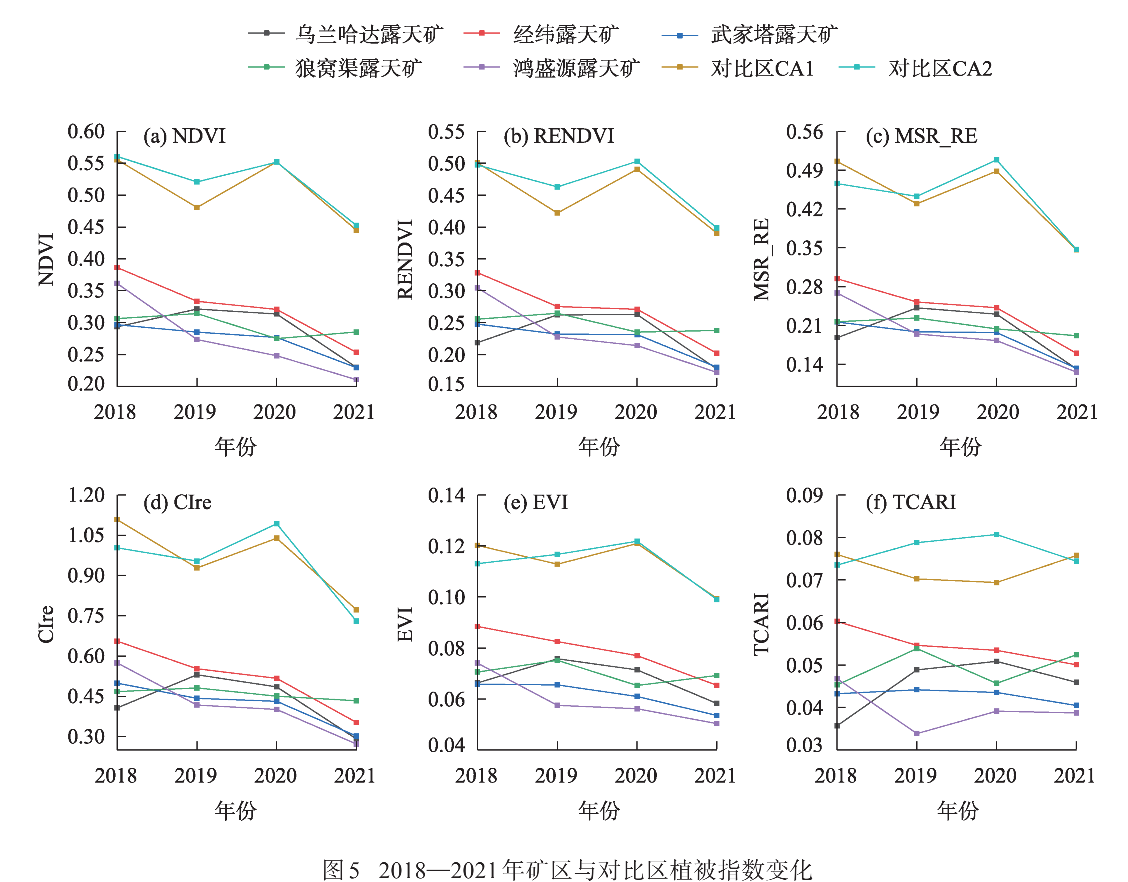


图5 2018—2021年矿区与对比区植被指数变化

Fig. 5 Changes in vegetation index in mining area and comparison area from 2018 to 2021

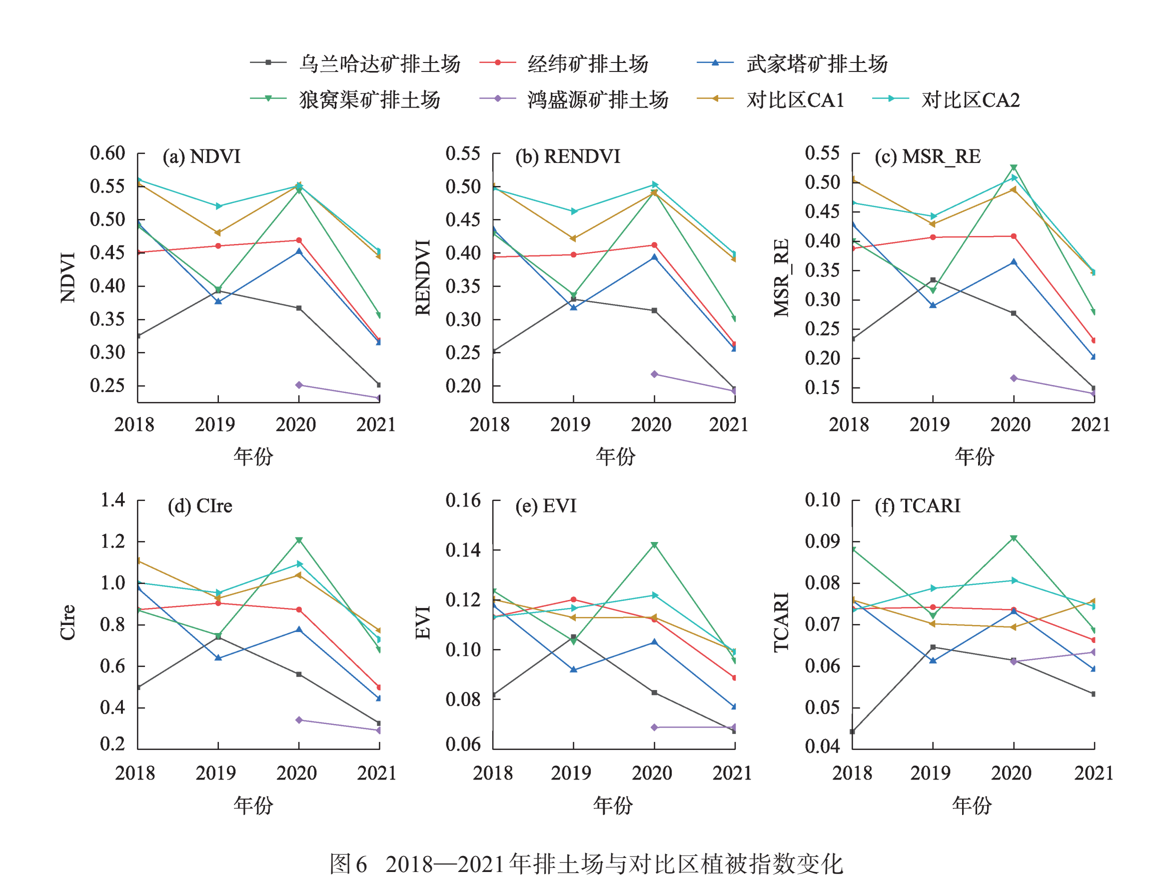


图6 2018—2021年排土场与对比区植被指数变化

Fig. 6 Changes in vegetation index in waste dump and comparison area from 2018 to 2021

数(TCARI除外)为“减-增-减”的波动状态,总体呈下降趋势(k<0),植被指数CIre的拟合斜率最大(k=−0.0897,R^2=0.6246;k=−0.0682,R^2=0.3244);在图5f中CA1、CA2的变化与其他5个植被指数不同,原因分别为CA1缺失一期2020年8月数据导致2020年TCARI均值偏低;CA2未进行归一化处理,归一化后的曲线变化符合“减-增-减”。但CA1的拟合斜率仍为负(k=−0.0001,R^2=0.0030),而CA2的拟合斜率为正(k=0.0004,R^2=0.0291)。

以图5b为例,2018—2021年对比区CA1和CA2植被指数分别减少0.1102和0.0988;5个露天矿植被指数分别减少0.0413、0.1263、0.0676、0.0177和0.1324,其中经纬露天矿和鸿盛源露天矿因矿区面积扩张较大导致植被指数减少幅度高于对比区。此外,对比区因不受采矿活动影响,其植被指数均高于矿区。在同一矿区6种植被指数变化规律相近,故以鸿盛源露天矿为例,分析6种植被指数对比情况,2018—2021年6种植被指数均值分别为0.2734、0.2295、0.1928、0.4164、0.0595和0.0396,相较于NDVI、RENDVI和MSR_RE,CIre明显偏高,EVI和TCARI明显偏低,但总体均呈现下降趋势,且RENDVI变化最贴合NDVI。

在同一区域,对归一化处理后的6种植被指数研究发现相比于非红边植被指数NDVI和EVI,红边植被指数RENDVI、MSR_RE、CIre和TCARI的方差、标准差和变异系数更小,说明红边植被指数抗外部干扰能力更强,指数变化的波动性更小。进一步证明了带有红边波段的植被指数对监测矿区植被破坏和恢复的细微变化方面具有较高的可靠性、稳定性和准确性。由图5发现,不同矿区植被指数变化曲线存在差异,以NDVI变化曲线为例,5个露天矿2018—2021年均值分别为02895、0.3235、0.2720、0.2953和0.2734,不同露天矿的差异很小,在0.0014~0.0515,且总体变化趋势相同;而由不同区域植被指数相关性发现(图7),矿区之间的植被指数变化存在极高相关性(r>0.99),且显著性水平小于0.001,表明不同矿区之间有显著性差异。

根据植被指数变化发现:采矿坑直接剥离地表导致植被受损程度最高,6种植被指数的平均斜率分别为−0.2800、−0.1777、−0.0346、0.0498和−0.2996,其中鸿盛源露天矿采矿坑植被受损程度最严重;而狼窝渠露天矿采矿坑在研究期面积逐渐减小并于2021

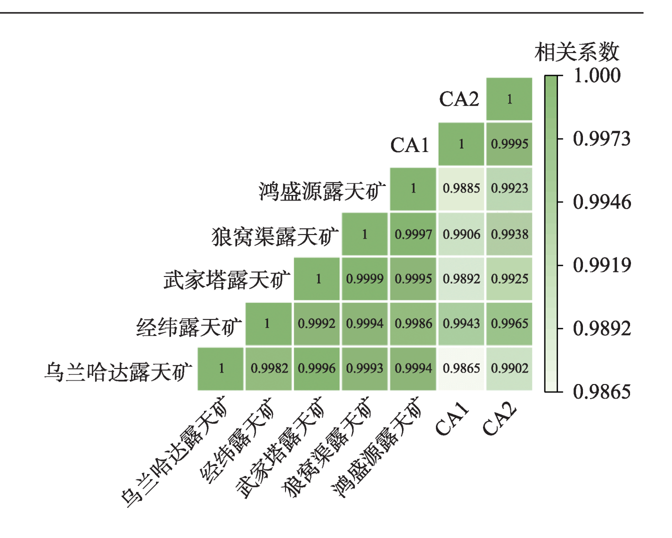


图7　不同区域植被指数相关性

Fig.7　Correlation of vegetation index in different regions

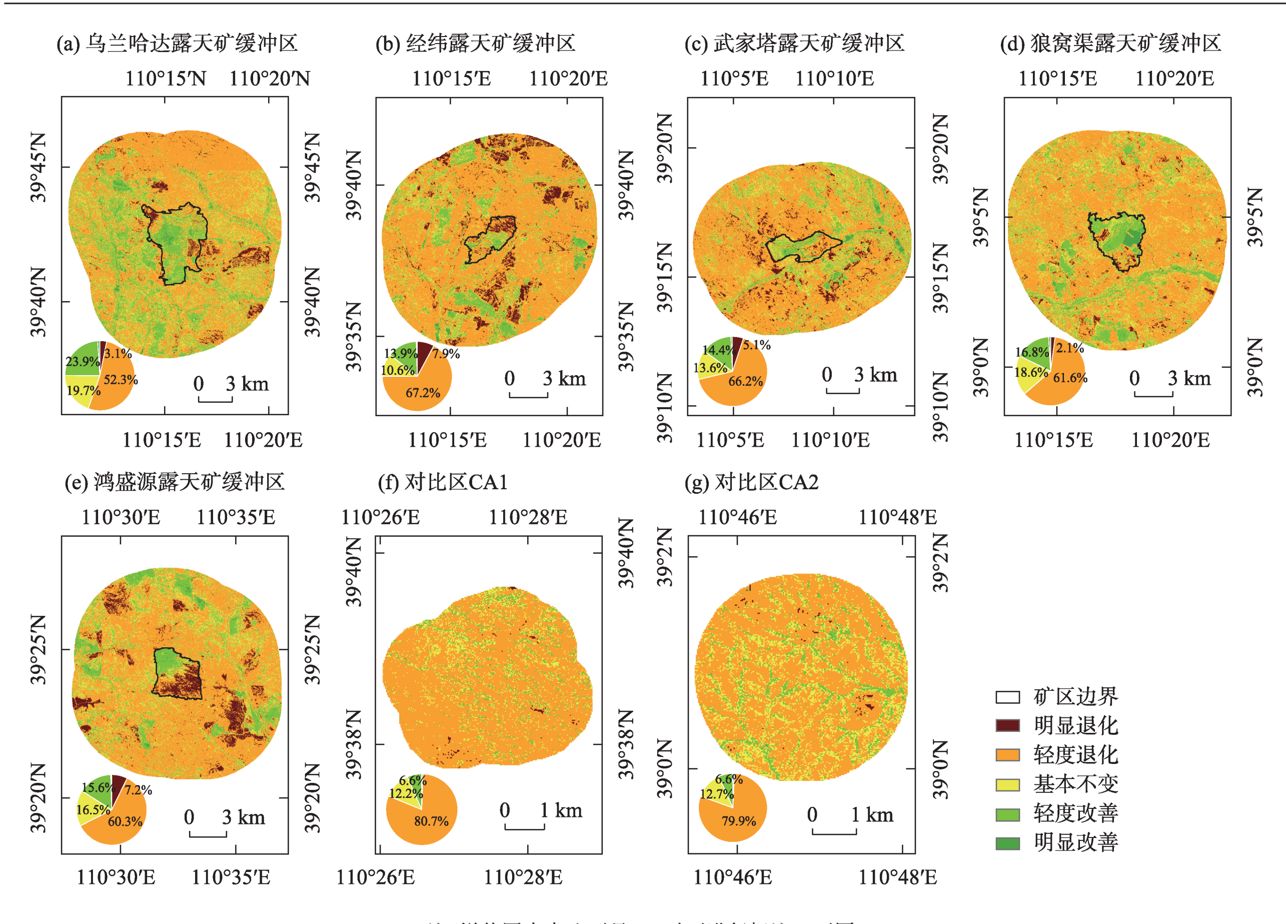
年演变为排土场,故其平均斜率为正值。排土场受到复垦活动和气候变化的协同作用,5个露天矿排土场6种植被指数的平均斜率分别为−0.0247、−0.0416、−0.0526、−0.0136和0.1364,其中鸿盛源露天矿排土场生态修复效果最好,平均斜率为正;而其他露天矿排土场复垦的植被在2021年均出现植被覆盖度降低、长势变差(图3),故平均斜率为负值。

2.4　缓冲区植被损伤变化

露天开采扰动距离在2~7 km,且具有显著的方向异质性[31-33]。设置距离矿区边缘5 km作缓冲区,分析矿区周边植被变化。对5个缓冲区及对比区CA1、CA2的红边植被指数RENDVI图像进行逐像元一元线性回归分析,揭示2018—2021年各像元RENDVI变化趋势(图8)。

由图8可知,5个露天矿缓冲区“明显退化”面积为2.1%~7.9%,而对比区明显退化”面积均不足1%。由于气候变化、采矿活动以及其他人类活动影响导致露天矿缓冲区和对比区“轻度退化”面积均超过50%,其中对比区“轻度退化”面积甚至高达80.7%和79.9%。同时由于排土场复垦活动的存在,露天矿缓冲区“轻度改善”面积为13.9%~23.9%,对比区“轻度改善”面积相对较少均为6.6%。而露天矿缓冲区和对比区“明显改善”面积均不足1%。露天矿缓冲区和对比区整体变化情况以退化为主。

从空间分布来看,缓冲区“明显退化”区域主要位于采矿坑,由于开采过程会剥离大量地表植被,导致该区域植被损伤严重,退化明显;而“轻度退化”区域主要位于矿区之外的未开采区域,因受采



注:饼状图中占比不足1%时不进行标注。下同。

图8 缓冲区与对比区植被变化趋势分布

Fig. 8 Distribution of vegetation change trend in buffer zone and comparison zone

矿活动和气候变化协同影响该区域植被出现损伤(图8)。由于对比区退化面积较高,说明未开采区域的植被出现退化现象并不是完全受矿区开采的影响,而主要是受到了气候变化的影响。植被改善区域主要为矿区排土场,该区域由于人为干预的生态修复出现高密度人工植被。

2.5 气候因子与植被指数的相关性

气候因子是植被变化的重要驱动因子[34],研究区气温和降水的变化趋势与植被指数具有高度一致性。以NDVI为例,分析气候变化与其的相关性。根据相关系数r和F检验P值将相关性分为6类:极显著正相关($r>0, P<0.01$),显著正相关($r>0, P<0.05$),不显著正相关($r>0, P>0.05$),不显著负相关($r<0, P>0.05$),显著负相关($r<0, P<0.05$),极显著负相关($r<0, P<0.01$)(图9)。

根据图9相关系数空间分布,显著性相关的区域主要分布在矿区外的未开挖区域,在矿区内与降水呈显著正相关和与温度呈显著负相关的区域主要位于2018年之前已复垦排土场,而在2018—2021年正在复垦的排土场与降水和温度的相关性并不显著。原因在于矿区外未开挖区域的自然植被受采矿活动影响随距离增加而逐渐减小,该区域人类活动影响较小,植被生长更接近自然状态。在2018年之前矿区已复垦排土场,植被复垦年限越长,植被的生长状态越趋于自然生长,同时人工干预也会逐渐降低,会逐渐以气候变化响应为主。首先,从缓冲区植被变化趋势分布可以发现(图8),2018—2021年新产生的排土场,由于人工干预的复垦力度较大在趋势变化中呈现改善状态。其次,从NDVI与降水和温度相关系数空间分布看出(图9),在该区域因人为干预与降水和气温的相关性并不显著。

统计发现,缓冲区和对比区的年均NDVI与年总降水呈正相关与年均气温呈负相关,但与降水呈显著性正相关的比例小于与气温呈显著性负相关的比例,表示荒漠化草原地区2018—2021年的NDVI变化对气候因子的响应大,且对气温的响应程度

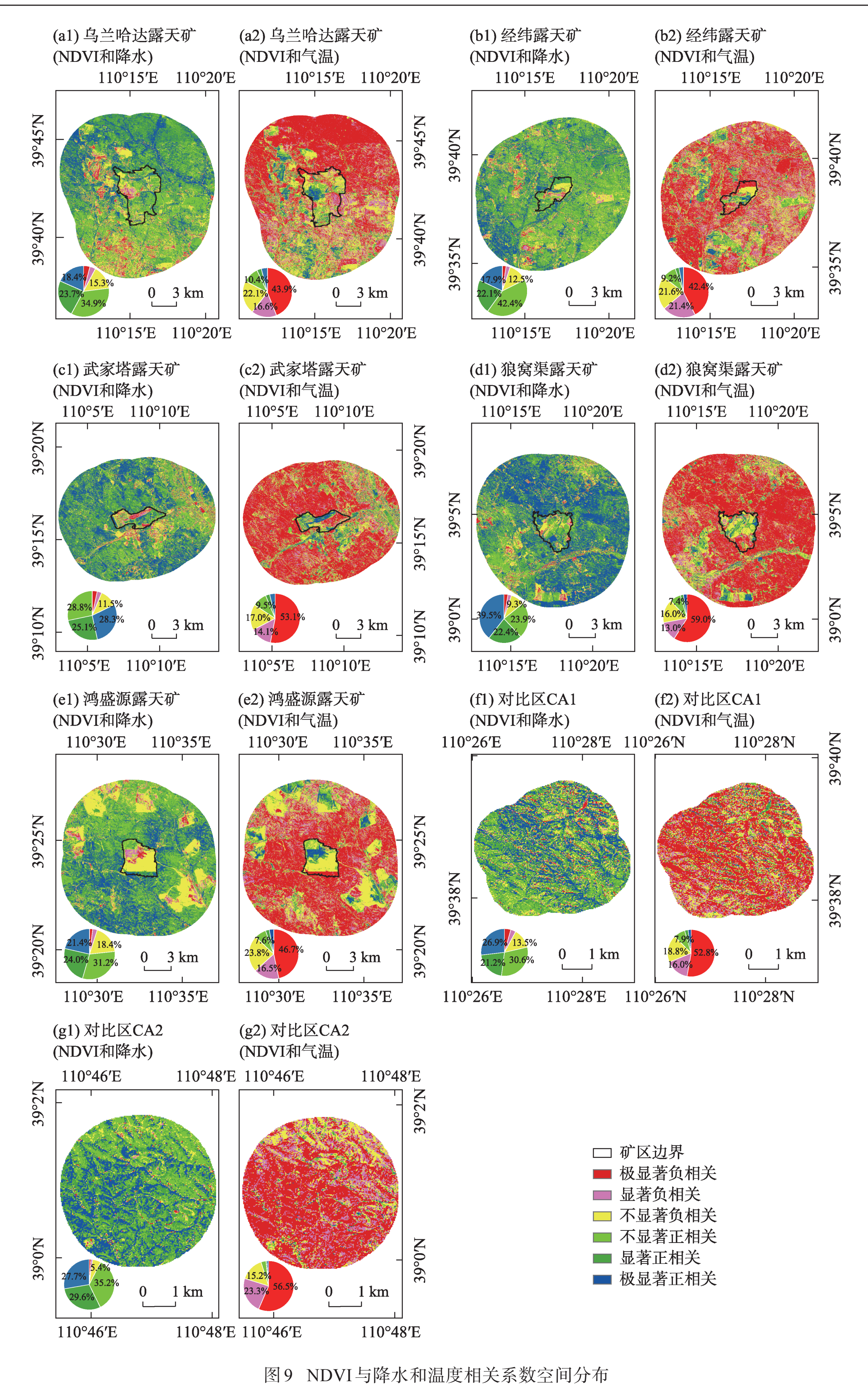


图9 NDVI与降水和温度相关系数空间分布

Fig. 9 Spatial distribution of NDVI and precipitation and temperature correlation coefficients

高于对降水的响应程度。

3 讨 论

3.1 采矿活动对区域植被状况的影响

露天煤矿开采中应遵循绿色发展原则,以生态环境保护为己任,而排土场生态修复已成为煤炭露天开采的重中之重[35-37]。本研究利用多种红边植被指数从采矿坑、排土场和缓冲区三个角度分析采矿活动对区域植被状况的影响,发现该区域不同露天矿植被指数均因煤炭开采而降低,其中采矿坑植被指数变化的平均斜率均大于排土场和缓冲区,表明采矿坑植被状况破坏最严重,与邢龙飞等[38]在胜利矿区的研究结论一致。其次,矿区5 km缓冲区范围内的植被状况受采矿活动间接影响也出现不同面积的轻度退化。但矿区排土场植被状况受采矿活动影响最小,原因在于一系列土地复垦规定的制定,如《土地复垦条例》,煤矿开采的同时积极开展排土场生态修复活动,故排土场部分区域从裸地变为低植被覆盖,植被改善趋势会高于非采矿区(如鸿盛源露天矿),与吴秦豫等[39]在鄂尔多斯市煤矿区植被覆盖研究中的结果一致。

3.2 气候变化对区域植被状况的影响

根据2018—2023年降水与气温数据分析发现(图2),研究区域2020年8月降水量异常增高,较同年8月增比约106.7%。而2021年总降水量出现低值,年均气温出现高值;较2020年降水减少约95.5 mm,温度上升约0.5 ℃。同时根据图3植被指数变化发现,5个露天矿与对比区在2021年植被指数明显降低;由图6植被覆盖空间分布发现,2021年高植被覆盖面积明显减少、低植被覆盖面积明显增加,且总体呈现退化趋势。因此,5 km缓冲区内NDVI对气候的响应高于矿区开采间接影响;在排土场内因复垦年限、植被类型、群落配置、植株大小和管护措施力度的不同[40],导致气候变化对植被覆盖改善的贡献度具有较大差异。如刘英等[17]采用压力-状态-响应模型对戈壁荒漠露天矿进行长时间序列生态环境评价发现,矿区内生态环境变化较矿区外更稳定,矿区外生态环境退化较快,而本研究得出退化趋势结果与之相似。

4 结 论

(1) 受采矿活动的阶段性影响,鸿盛源露天矿采矿坑6种植被指数变化平均斜率为-0.2996,植被受损程度最高;而狼窝渠露天矿采矿坑因已演变为排土场,其6种植被指数变化平均斜率为正值0.0498。此外,鸿盛源露天矿排土场6种植被指数变化平均斜率为0.1364,表明其排土场复垦效果最好。

(2) 在2021年,由于气候变化导致露天矿区和对比区高植被覆盖受损严重,其中对比区植被损伤高达29%。受采矿活动影响,露天矿缓冲区植被退化面积为55.4%~75.0%,受影响最严重的区域为采矿坑;而对比区受气候变化导致植被退化面积分别为81.1%和80.4%。

(3) 在降水和气温两个气候因子对缓冲区和对比区的影响中,与降水呈显著性正相关的占比小于与气温呈显著性负相关的占比,表明在荒漠化草原地区的植被NDVI变化受降水的影响小于气温。

参考文献(References):

[1] 董霁红, 吉莉, 房阿曼. 典型干旱半干旱草原矿区生态累积效应[J]. 煤炭学报, 2021, 46(6): 1945-1956. [Dong Jihong, Ji Li, Fang Aman. Ecological cumulative effect of mining area in typical arid and semi-arid grassland[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(6): 1945-1956.]

[2] Kong Z H, Stringer L, Paavola J, et al. Situating china in the global effort to combat desertification[J]. Land, 2021, 10(7): 702-724.

[3] 韩煜, 王琦, 赵伟, 等. 草原区露天煤矿开采对土壤性质和植物群落的影响[J]. 生态学杂志, 2019, 38(11): 3425-3433. [Han Yu, Wang Qi, Zhao Wei, et al. Effects of opencast coal mining on soil properties and plant communities of grassland[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(11): 3425-3433.]

[4] 毕银丽, 彭苏萍, 杜善周. 西部干旱半干旱露天煤矿生态重构技术难点及发展方向[J]. 煤炭学报, 2021, 46(5): 1355-1364. [Bi Yinli, Peng Suping, Du Shanzhou. Technological difficulties and future directions of ecological reconstruction in open pit coal mine of the arid and semi-arid areas of Western China[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(5): 1355-1364.]

[5] 张建华, 张琨, 刘勇, 等. 山西省露天煤矿复垦区典型人工林凋落物持水性能研究[J]. 干旱区研究, 2023, 40(12): 2043-2052. [Zhang Jianhua, Zhang Kun, Liu Yong, et al. Study on water-holding capacity of litters from typical artificial forests in reclaimed regions of the opencast coal mine in Shanxi Province[J]. Arid Zone Research, 2023, 40(12): 2043-2052.]

[6] 胡振琪, 陈涛. 基于ERDAS的矿区植被覆盖度遥感信息提取研究——以陕西省榆林市神府煤矿区为例[J]. 西北林学院学报, 2008, 23(2): 164-167, 183. [Hu Zhenqi, Chen Tao. ERDAS aided exbraction of vegetation fraction from remote sensing information in coalmine area based—a case study of Shenfu coalmine[J]. Jour-

nal of Northwest Forestry University, 2008, 23(2): 164-167, 183.]
[7] 吴立新, 马保东, 刘善军. 基于SPOT卫星NDVI数据的神东矿区植被覆盖动态变化分析[J]. 煤炭学报, 2009, 34(9): 1217-1222. [Wu Lixin, Ma Baodong, Liu Shanjun. Analysis to vegetation coverage change in Shendong mining area with SPOT NDVI data[J]. Journal of China Coal Society, 2009, 34(9): 1217-1222.]
[8] 马保东, 陈绍杰, 吴立新, 等. 基于SPOT-VGT NDVI的矿区植被遥感监测方法[J]. 地理与地理信息科学, 2009, 25(1): 84-87. [Ma Baodong, Chen Shaojie, Wu Lixin, et al. Vegetation monitoring method in mining area based on SPOT-VGT NDVI[J]. Geography and Geo-information Science, 2009, 25(1): 84-87.]
[9] Anupma Prakash, Rajender Gupta. Land-use mapping and change detection in a coal mining area: A case study in the Jharia coalfield, India[J]. International Journal of Remote Sensing, 1998, 19(3): 391-410.
[10] Karan S K, Samadder S R, Maiti S K. Assessment of the capability of remote sensing and GIS techniques for monitoring reclamation success in coal mine degraded lands[J], Journal of Environmental Management, 2016, 182(44): 272-283.
[11] 张耀, 周伟. 利用多时相遥感图像动态监测矿区植被覆盖变化——以山西省平朔露天煤矿为例[J]. 西北林学院学报, 2016, 31(4): 206-212, 251. [Zhang Yao, Zhou Wei. Monitoring of vegetation coverage by multi-temporal images: A case study of Pingshuo coal mine[J]. Journal of Northwest Forestry University, 2016, 31(4): 206-212, 251.]
[12] Zhang M, Wang J M, Li S J. Tempo-spatial changes and main anthropogenic influence factors of vegetation fractional coverage in a large-scale opencast coal mine area from 1992 to 2015[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 232(27): 940-952.
[13] Erener A. Remote sensing of vegetation health for reclaimed areas of Seyitömer open cast coal mine[J]. International Journal of Coal Geology, 2011, 86(1): 20-26.
[14] Hui J W, Bai Z K, Ye B Y, et al. Remote sensing monitoring and evaluation of vegetation restoration in grassland mining areas: A case study of the Shengli mining area in Xilinhot City, China[J]. Land, 2021, 10(7): 743-761.
[15] Wang H H, Xie M M, Li H T, et al. Monitoring ecosystem restoration of multiple surface coal mine sites in China via Landsat images on Google Earth Engine[J]. Land Degradation & Development, 2021, 32(10): 2936-2950.
[16] Zhu D Y, Chen T, Zhen N, et al. Monitoring the effects of open-pit mining on the eco-environment using a moving window-based remote sensing ecological index[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2020, 27(13): 15716-15728.
[17] 刘英, 胡霄, 岳辉, 等. 基于时间序列模型的戈壁荒漠露天矿生态环境评价[J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(12): 125-139. [Liu Ying, Hu Xiao, Yue Hui, et al. Ecological environmental assessment of Gobi desert open-pit mine based on time series model[J]. Coal Science and Technology, 2023, 51(12): 125-139.]
[18] Xiao W, Zhang W K, Ye Y M, et al. Is underground coal mining causing land degradation and significantly damaging ecosystems in semi-arid areas: A study from an ecological capital perspective [J]. Land Degradation & Development, 2020, 31(15): 1969-1989.
[19] Wu Q Y, Xu H N, Yang Y J, et al. Identifying structure change of vegetation under long-term disturbance in the Shendong mining area[J]. Environmental Earth Sciences, 2023, 82(19): 450-468.
[20] 周甲男, 马苏, 郑颖娟, 等. 基于生态产品价值视角的矿区植被恢复成效评估: 以神东矿区为例[J]. 环境科学研究, 2023, 36(9): 1728-1736. [Zhou Jianan, Ma Su, Zhen Yingjuan, et al. Evaluation of vegetation restoration effect in mining area from the perspective of ecosystem product value: A case study of Shendong mining area[J]. Research of Environmental Sciences, 2023, 36(9): 1728-1736.]
[21] 李晓婷, 杨丽帆, 邹友峰, 等. 采煤胁迫下干旱区植被生长周期红边指数动态变化[J]. 煤炭学报, 2021, 46(5): 1508-1520. [Li Xiaoting, Yang Lifan, Zou Youfeng, et al. Dynamic change of red edge vegetation index within a growth cycle in arid area under coal mining stress[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(5): 1508-1520.]
[22] 毕银丽, 刘涛. 露天矿区植被协同演变多源数据时序分析——以准格尔矿区为例[J]. 煤炭科学技术, 2022, 50(1): 293-302. [Bi Yinli, Liu Tao. Time series analysis of multi-source data of coordinated evolution of vegetation in open-pit mining area: Taking Jungar Mining Area as an exampl[J]. Coal Science and Technology, 2022, 50(1): 293-302.]
[23] Lu J J, Miao Y X, Shi W, et al. Evaluating different approaches to non-destructive nitrogen status diagnosis of rice using portable RapidSCAN active canopy sensor[J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 14073-14083.
[24] Elsayed Salah, Pablo Rischbe, Schmidhalter Urs. Comparing the performance of active and passive reflectance sensors to assess the normalized relative canopy temperature and grain yield of drought-stressed barley cultivars[J]. Field Crops Research, 2015, 177(38): 148-160.
[25] Wu C Y, Niu Z, Tang Q, et al. Estimating chlorophyll content from hyperspectral vegetation indices: Modeling and validation[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2008, 148(8): 1230-1241.
[26] Gitelson A A, Gritz Y , Merzlyak M N. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algo-rithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves[J]. Journal of Plant Physiology, 2003, 160(3): 271-282.
[27] Hunt E R, Daughtry C S T, Eitel J U H, et al. Remote sensing leaf chlorophyll content using a visible band index[J]. Agronomy Journal, 2011, 103(4): 1090-1099.
[28] Hird J N, Castilla G, Mcdermid G J, et al. A simple transformation for visualizing non-seasonal landscape change from dense time series of satellite data[J]. IEEE Journal of Selected Topics in Ap-

plied Earth Observations and Remote Sensing, 2016, 9(8): 3372-3383.

[29] 马超, 李晓婷, 项晓铭, 等. 浑善达克沙地腹地和边缘交错区NDVI演变对气候变化和人类活动的响应[J]. 资源科学, 2023, 45(1): 204-221. [Ma Chao, Li Xiaoting, Xiang Xiaoming, et al, Responses of NDVI evolution to climate change and human activities in the Hunshandake Sandy Land and its ecotones[J]. Resources Science, 2023, 45(1): 204-221.]

[30] 王薇. 基于时序特征变化的矿山复绿遥感监测与评价[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2021. [Wang Wei. Remote Sensing Monitoring and Evaluation of Mine Regreening Based on Time Series Feature Change[D]. Beijing: China University of Geosciences Beijing, 2021.]

[31] 李军, 彭传盈, 张成业, 等. 基于大样本的露天开采植被扰动范围一般性统计规律——以神东煤炭基地为例[J]. 煤炭学报, 2023, 48(2): 975-985. [Li Jun, Peng Chuanying, Zhang Chengye, et al. General statistical rules of vegetation disturbance range by open-pit mining based on a large sample: A case study of Shendong coal base[J]. Journal of China Coal Society, 2023, 48(2): 975-985.]

[32] Zhang C Y, Zheng H Y, Li J, et al. A method for identifying the spatial range of mining disturbance based on contribution quantification and significance test[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(9): 5176-5176.

[33] Sun X F, Yuan L G, Liu M, et al. Quantitative estimation for the impact of mining activities on vegetation phenology and identifying its controlling factors from Sentinel-2 time series[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2022, 111(24): 102814-102827.

[34] Zheng K Y, Tan L S, Sun Y W, et al. Impacts of climate change and anthropogenic activities on vegetation change: Evidence from typical areas in China[J]. Ecological Indicators, 2021, 126(21): 107648-107662.

[35] Zhao D, Hou H P, Liu H Y, et al. Microbial community structure and predictive functional analysis in reclaimed soil with different vegetation types: The example of the Xiaoyi mine waste dump in Shanxi[J]. Land, 2023, 12(2): 456-470.

[36] 雷少刚, 夏嘉南, 卞正富, 等. 论露天矿区近自然生态修复[J]. 煤炭学报, 2024, 49(4): 2021-2030. [Lei Shaogang, Xia Jianan, Bian Zhengfu, et al. Near-natural ecological restoration in open-pit mine area[J]. Journal of China Coal Society, 2024, 49(4): 2021-2030.]

[37] 李树志, 李学良, 尹大伟. 碳中和背景下煤炭矿山生态修复的几个基本问题[J]. 煤炭科学技术, 2022, 50(1): 286-292. [Li Shuzhi, Li Xueliang, Yin Dawei. Several basic issues of ecological restoration of coal mines under background of carbon neutrality[J]. Coal Science and Technology, 2022, 50(1): 286-292.]

[38] 邢龙飞, 黄赳, 雷少刚, 等. 锡林浩特市胜利矿区近30 a植被覆盖度变化研究[J]. 河南理工大学学报(自然科学版), 2019, 38(3): 61-69. [Xing Longfei, Huang Jiu, Lei Shaogang, et al. Study on vegetation coverage change of Xilinhot's Shengli mining area in recent 30 years[J]. Journal of Henan Polytechnic University (Natural Science), 2019, 38(3): 61-69.]

[39] 吴秦豫, 姚喜军, 梁洁, 等. 鄂尔多斯市煤矿区植被覆盖改善和退化效应的时空强度[J]. 干旱区资源与环境, 2022, 36(8): 101-109. [Wu Qinyu, Yao Xijun, Liang Jie, et al. Spatial and temporal intensity of vegetation cover improvement and degradation in coal mining areas of Erdos City[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2022, 36(8): 101-109.]

[40] Wang S F, Cao Y G, Pietrzykowski M, et al. Spatial distribution of soil bulk density and its relationship with slope and vegetation allocation model in rehabilitation of dumping site in loess open-pit mine area[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2020, 192(11): 740-758.

Effects of climate and mining activities on vegetation in open-pit mining in desertification grassland

WANG Shiwei[1], ZHANG Haobin[1], GUO Wenbing[2], MA Chao[1,3,4]

(1. School of Surveying and Land Information Engineering, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454003, Henan, China; 2. School of Energy Science and Engineering, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454003, Henan, China; 3. Key Laboratory of Spatio-Temporal Information and Ecological Restoration of Mines (MNR), Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454003, Henan, China; 4. Research Centre of Arable Land Protection and Urban-Rural High-Quality Development in Yellow River Basin, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454003, Henan, China)

Abstract: In this study, we aimed to examine the vegetation damage and reclamation status of mining pits and waste dumps in open-pit mines and provide an ecological basis for diagnosing vegetation damage in mining areas and assessing natural and artificial vegetation restoration. Using Sentinel−2 data, we calculated non-red edge vegetation indices (Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and Enhanced Vegetation Index) and red edge vegetation indices (Red Edge Normalized Difference Vegetation Index (RENDVI), Modified Red Edge Simple Ratio, Chlorophyll Index red edge, and Transformed Chlorophyll Absorption in Reflectance Index) as indicators for evaluating ecological restoration. We employed regression analysis, trend analysis, and correlation analysis to assess the impacts of mining activities and climate change on the ecological environment of five open-pit mines (Wulanhada, Jingwei, Wujiata, Langwoqu, and Hongshengyuan) from 2018 to 2021. This approach enabled us to identify the spatial and temporal patterns of change in vegetation across mining pits, waste dumps, and buffer zones. The results revealed the following: (1) The Hongshengyuan open-pit mine had the most severe vegetation damage (k=−0.2996) but had the most effective manual restoration on its waste dump (k=0.1364). (2) A comparison of the 5 km buffer zones around the five open-pit mines indicated that the pixel-by-pixel RENDVI trends predominantly showed degradation, with over 50% of the areas exhibiting signs of decline. (3) In the desertified grassland area, temperature had a more significant impact on vegetation NDVI than temperature. Open-pit mining exacerbates the ecological degradation of desertified grassland vegetation, while artificial restoration of waste dumps is highly effective in improving the ecological conditions of regional vegetation

Keywords: desertification grassland; Shendong mining area; open-pit mining; waste dump; vegetation index; ecological restoration